Impacts de la pêche au pétoncle sur les fonds marins et la faune associée: revue de littérature

Frédéric Hartog et Philippe Archambault

Direction Régionale des Sciences
Ministère des Pêches et des Océans
Institut Maurice-Lamontagne
850 route de la Mer
C.P. 1000
Mont-Joli, Québec, G5H 3Z4

2002

Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2627

Pêches et Océans | Fisheries and Oceans

Canada

Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports manuscrits contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui traitent de problèmes nationaux ou régionaux. La distribution en est limitée aux organismes et aux personnes de régions particulières du Canada. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du ministère des Pêches et des Océans, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports manuscrits peuvent être cités comme des publications intégrales. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports manuscrits sont indexés dans la base de données *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Les numéros 1 à 900 de cette série ont été publiés à titre de manuscrits (série biologique) de l'Office de biologie du Canada, et après le changement de la désignation de cet organisme par décret du Parlement, en 1937, ont été classés comme manuscrits (série biologique) de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 901 à 1425 ont été publiés à titre de rapports manuscrits de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 1426 à 1550 sont parus à titre de rapports manuscrits du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 1551.

Les rapports manuscrits sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement d'origine dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Manuscript reports contain scientific and technical information that contribute to existing knowledge but that deal with national or regional problems. Distribution is restricted to institutions or individuals located in particular regions of Canada. However, no restriction is placed on subject matter, and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries and aquatic sciences.

Manuscript reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is indexed in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Numbers 1-900 in this series were issued as Manuscript Reports (Biological Series) of the Biological Board of Canada, and subsequent to 1937 when the name of the Board was changed by Act of Parliament, as Manuscript Reports (Biological Series) of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 901-1425 were issued as Manuscript Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 1426-1550 were issued as Department of Fisheries and Environment, Fisheries and Marine Service Manuscript Reports. The current series name was changed with report number 1551.

Manuscript reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out-of-stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

103-03084/

Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2627

2002

Impacts de la pêche au pétoncle sur les fonds marins et la faune associée : revue de littérature

Frédéric Hartog et Philippe Archambault

Direction régionale des Sciences
Ministère des Pêches et des Océans
Institut Maurice-Lamontagne
C.P. 1000, 850, route de la Mer
Mont-Joli, Québec
G5H 3Z4

© Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada 2002
No de cat. Fs 97-4/2627F ISSN 0706-6589

On devra citer la publication comme suit:

Hartog, F. et Archambault, P. 2002. Impacts de la pêche au pétoncle sur les fonds marins et la faune associée : revue de littérature. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2627: v + 38p.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX V

LISTE DES ANNEXES IV

RÉSUMÉ/ABSTRACT VII

1.0 INTRODUCTION 1

2.0 MÉTHODE 3

3.0 REVUE DE LITTÉRATURE 3

3.1 LA VARIABILITÉ ENVIRONNEMENTALE ET LES PLANS D'EXPÉRIENCE 3

3.1.1 L'erreur de type I et de type II 4

3.1.2 L'interprétation des résultats versus la variabilité spatiale et temporelle**Erreur! Signet non défini.**

3.2 INTENSITÉ DE LA PÊCHE AUX ENGINS MOBILES 7

3.3 IMPACTS PHYSIQUES DE LA PÊCHE SUR LE FOND 7

3.3.1 Réduction de la complexité 7

3.3.2 Mise en suspension des sédiments 8

3.4 IMPACTS SUR LE PÉTONCLE 9

3.5 PRISES ACCESSOIRES 11

3.6 LE PÉTONCLE COMME HABITAT 13

3.7 IMPACTS SUR LES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES 13

3.8 AGRÉGATION DE PRÉDATEURS ET DE CHAROGNARDS 24

4.0 CONCLUSIONS 24

5.0 REMERCIEMENTS 26

6.0 RÉFÉRENCES 26

ANNEXE 1 34

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Sommaire des résultats d'études sur les impacts de la pêche aux engins mobiles (majoritairement des dragues) sur les communautés benthiques.....15

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Références sur les impacts des pêches non citées dans le texte.....35

RÉSUMÉ

Hartog, F. et Archambault, P. 2002. Impacts de la pêche au pétoncle sur les fonds marins et la faune associée : revue de littérature. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2627: v + 39p.

Les engins de pêche mobiles tels chaluts et les dragues sont largement utilisés pour la capture de nombreux poissons et invertébrés marins malgré des critiques quant à leurs effets sur l'environnement. Ce rapport présente une revue des connaissances retrouvées dans la littérature sur les impacts de la pêche avec engins mobiles et plus spécifiquement sur le dragage du pétoncle. Le dragage pour les pétoncles et autres mollusques est connu comme le type de pêche causant le plus de dommages aux biotes benthiques. Des résultats d'études sur les effets physiques du dragage sur le fond, sur les prises accessoires, sur les composantes biologiques de l'habitat et sur les communautés benthiques sont discutés.

ABSTRACT

Hartog, F. et Archambault, P. 2002. Impacts de la pêche au pétoncle sur les fonds marins et la faune associée : revue de littérature. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2627: v + 39p.

Mobile fishing gear such as trawls and dredges are used extensively woldwide to catch numerous marine fishes and invertebrates despite the fact that criticism about their impact on the environment. This report presents a review of published studies on the effects of mobile gear fishing with an emphasis on scallop dredging. Dredging for scallop and other molluscs is known to have the greatest environmental impacts on benthic biota. Results from studies on the effects of dredging on the physical sea floor, on bycatches, on benthic habitat biological components and on marine communities are discussed.

1.0 INTRODUCTION

La question des impacts de la pêche au pétoncle à l'aide de dragues est plus que jamais d'actualité dans le contexte des efforts de gestion intégrée des ressources et de conservation de la biodiversité et des écosystèmes. De plus, des conflits surgissent périodiquement entre les pêcheurs avec engins mobiles et les pêcheurs avec engins fixes, ces derniers étant préoccupés par les effets des dragues sur les habitats des espèces exploitées.

Les engins mobiles utilisés pour la pêche aux espèces démersales sont conçus pour maximiser le contact avec le fond et exploiter le comportement et les préférences d'habitat des espèces visées (Jennings et Kaiser 1998). Watling et Norse (1998) comparent la réduction de la complexité du milieu marin occasionnée par les engins mobiles sur le fond aux coupes à blanc effectuées en milieu terrestre. Ces auteurs évaluent la surface draguée ou chalutée annuellement à l'équivalent de la moitié du plateau continental mondial incluant les régions polaires. Les engins utilisés pour la pêche aux espèces démersales comprennent les chaluts pour la pêche aux poissons de fond et quelques crustacés et les dragues ou râteaux utilisés pour pêcher les mollusques. Les engins de pêche aux mollusques peuvent être hydrauliques (à jet d'eau) ou mécaniques. Les dragues mécaniques visent principalement des espèces de bivalves épibenthiques ou benthiques qu'elles délogent du sédiment (Jennings et Kaiser 1998) tandis que le râteau hydraulique vise surtout les espèces endobenthiques.

Depuis le début de leur utilisation, les engins mobiles suscitent des inquiétudes quant à leur impact environnemental (de Groot 1984, Auster *et al.* 1996, Collie *et al.* 1997). Plusieurs auteurs considèrent que les impacts du dragage pour le pétoncle sont majeurs (Auster *et al.* 1996, Collie *et al.* 1997, Jones *et al.* 1997, Jennings et Kaiser 1998, Watling et Norse 1998). Collie *et al.* (2000b), grâce à une méta-analyse de 39 études d'impact de la pêche aux engins mobiles ont identifié le dragage intertidal et le dragage pour le pétoncle comme les types de pêche causant le plus de dommages aux biotes benthiques. Suite au symposium du Conseil International d'Exploration de la Mer (CIEM) de 1998

sur les impacts des pêches sur la dynamique du benthos marin, Eleftheriou (2000) identifie le dragage des mollusques comme le type de pêche causant probablement les plus grandes perturbations du fond marin telles la destruction de structures biogéniques émergentes. Lors de ce même symposium, la sensibilité des méthodes de suivi du benthos fut souvent remise en cause par les chercheurs y participant (Eleftheriou, 2000).

Le public porte généralement moins d'attention à la protection du milieu marin comparativement au milieu terrestre (Brailovskaya 1998, Watling et Norse 1998). Aux États-Unis par exemple, la superficie des zones protégées des impacts humains en milieu terrestre est 1500 fois supérieure à la superficie en milieu marin et pourtant la surface marine sous juridiction fédérale est huit fois plus grande que la surface terrestre (Brailovskaya 1998). Cette apparente insensibilité du public à la protection du milieu marin s'explique possiblement par la perception des gens que le fond marin est peu diversifié et comparable aux plages continuellement perturbées par les vagues qui empêchent la colonisation par des organismes à longue durée de vie (Watling et Norse 1998). Beaucoup de gens ignorent que la vaste majorité du milieu benthique est parsemée de structures biogéniques variées qui confèrent une complexité cruciale pour les écosystèmes benthiques. Le quotidien montréalais *Le Devoir* publiait en 1998 que le raclage des fonds marins par les engins mobiles affecte la plus vaste zone du globe soumise à une seule et même activité humaine (Francoeur 1998). Cet article souligne les efforts de sensibilisation qui devraient être entrepris afin de sensibiliser le public face à la protection du milieu marin.

La présente revue a pour objectif de permettre au lecteur de s'informer rapidement sur les impacts de la pêche au pétoncle à l'aide de dragues qui ont fait l'objet d'études. Nous présentons aussi une discussion générale sur les plans d'échantillonnage et les contraintes associées à l'étude des impacts du dragage afin de mettre en perspective la validité des résultats présentés.

2.0 MÉTHODE

La présente revue de littérature couvre les différents effets de la pêche au pétoncle et de l'utilisation d'engins mobiles . général. Les références ont été sélectionnées à partir des outils de recherche *Vagues* (du Ministère des Pêches et des Océans) et *Cambridge Scientific Abstract* puis à partir des bibliographies des articles primaires sur le sujet. La priorité a été accordée aux articles traitant des impacts du dragage des mollusques mais des articles pertinents sur les impacts d'autres engins de pêche (chaluts) sont inclus. Aucune restriction géographique n'a été appliquée pour des articles publiés dans des revues avec révision par les pairs. Toutes les publications retrouvées concernant des études dans le golfe et l'estuaire du Saint-laurent sont incluses. Dix-huit études traitent des impacts du dragage sur les communautés benthiques. En raison des différences importantes au niveau de l'intensité des perturbations de l'échelle étudiée, et du plan d'expérience, nous avons présenté l'essentiel de chacune de ces études sous forme de tableau (Tableau 1). Chaque référence utilisée est incluse dans la bibliographie du rapport et on retrouvera en annexe une liste de publications supplémentaires sur le sujet.

Il est à noter que le terme impact se réfère à une conséquence que peut avoir une intervention humaine sur une ressource naturelle (UQTR 1987). Il sera spécifié dans le texte lorsqu'un impact est considéré positif ou négatif.

3.0 REVUE DE LITTÉRATURE

3.1 LA VARIABILITÉ ENVIRONNEMENTALE ET LES PLANS D'EXPÉRIENCE

Les impacts de la pêche doivent être mesurés en tenant compte des perturbations naturelles telles les tempêtes, les courants et les changements saisonniers (Watling et Norse 1998). Plusieurs études sont réalisées avec un plan expérimental qui permet difficilement de discerner les effets de la pêche de ceux des variations naturelles (Kaiser *et al.* 1996, Prena *et al.* 1999, Lindegarth *et al.* 2000). Les décisions prises lors de la

planification d'expériences et de l'interprétation des résultats influencent beaucoup la probabilité de détecter, de façon concluante, un impact.

3.1.1 L'erreur de type I et de type II

La grande variabilité temporelle et spatiale en milieu naturel peut soulever des questions sur les probabilités de commettre des erreurs de type I et II. L'erreur de type I, aussi appelée erreur alpha, est la probabilité de rejeter notre hypothèse nulle (pas de différence entre les traitements) alors qu'elle devrait être retenue. L'erreur de type II, ou erreur beta, est la probabilité de conclure qu'il n'y a pas d'effet de nos traitements (pas de différence entre eux) alors qu'en vérité il y a un effet et que l'hypothèse nulle devrait être rejetée (Underwood, 1997a).

Les éléments qui influencent l'erreur de type II et donc la puissance d'un test pour détecter un impact sont : 1) l'erreur de type I fixée au préalable, 2) la variabilité des paramètres mesurés dans la population échantillonnée, 3) la taille des échantillons (le nombre de réplicats) pour un traitement donné et 4) l'ampleur de l'effet ou l'ampleur de la différence entre des sites perturbés et des sites témoins qui sera considérée comme un impact (Underwood, 1999).

Puisqu'on ne peut modifier la variabilité environnementale et que l'ampleur de l'effet qu'on considère un impact ne peuvent être modifié, il ne reste que deux avenues pour augmenter la puissance d'un test. On peut soit augmenter l'effort d'échantillonnage de façon à minimiser l'erreur standard associée aux mesures de chaque traitement. Une augmentation du nombre de réplicats permet une mesure plus précise d'une moyenne et donc augmente la probabilité de détecter des différences entre des moyennes (e.g. analyses de variance) (Underwood, 1999). Si des contraintes logistiques ou financières limitent l'effort d'échantillonnage, une augmentation de l'erreur de type I, qui est arbitrairement fixée à une probabilité de 0,05, augmentera la puissance d'une expérience.

Si on applique le principe de précaution, l'erreur de type I est moins grave à effectuer que celle de type II. Par contre, c'est l'expérimentateur qui fixe l'erreur de type I et non l'erreur de type II.

Un grand nombre d'études présentées dans cette revue ne considèrent nullement cet aspect. Le principe de précaution nous suggère, lors d'études d'impact, de considérer cet aspect primordial (Underwood, 1997b). Un des défis pour les biologistes travaillant sur les impacts environnementaux est de cesser de considérer uniquement l'erreur de type I et de planifier adéquatement les plans d'expériences pour minimiser l'erreur de type II. Ceci permettrait éventuellement une plus grande sauvegarde des habitats et une meilleure compréhension des impacts des activités humaines sur l'environnement (Underwood, 1999).

3.1.2 L'interprétation des résultats versus la variabilité spatiale et temporelle

Plusieurs études mentionnées dans cette revue (Langton et Robinson 1990, Eleftheriou et Robinson 1992, Currie et Parry1996, Kaiser *et al.* 1996, Frid *et al.* 1999, Watling *et al.* 2001) constituent des comparaisons entre un seul site pêché avec un seul site témoin non pêché adjacent ou encore le suivi d'un seul site avant et après dragage commercial ou expérimental (Auster, 1996). Ainsi, si l'effort d'échantillonnage sur chaque site est grand relativement à la variabilité intrinsèque, l'expérience sera puissante pour démontrer des différences entre les deux sites même si ces différences n'ont rien à voir avec la pêche. Par contre, la conclusion que la pêche cause ces différences risque fort d'être erronée. Quelques soient les résultats d'une étude qui compare un site perturbé avec un seul site non perturbé, ceux-ci seront toujours confondus. Les résultats observés peuvent être causés par les caractéristiques intrinsèques des sites et non par la perturbation.

Lindegarth *et al.* (2000), ont clairement illustré ce problème d'interprétation suite à une étude sur l'impact du chalutage de la crevette dans un fjord suédois. Pour ce projet, trois transects ont été chalutés parallèlement à trois transects témoins. Chaque site fut échantillonné avant à plusieurs reprises et après le chalutage. Les auteurs ont d'abord évalué les résultats (abondance d'espèces d'endofaune sélectionnées) obtenus en comparant les trois témoins ensemble. Ensuite les neuf paires de sites chaluté-témoin possibles ont été analysées comme s'il s'agissait de neuf études différentes avec un seul

site témoin et un seul site chaluté. Enfin les mêmes analyses ont été effectuées pour le plan d'expérience comprenant les six sites. Les auteurs ont constaté que les abondances d'espèces ont changé significativement sur les différents sites témoins de la période avant à la période après le chalutage. Ce résultat indique une variabilité spatiale et temporelle importante. De plus, les changements dans les abondances d'espèces suite au chalutage ont été différents selon la paire de sites chaluté et témoin considérée, avec des résultats dans des directions parfois opposées d'une combinaison à une autre. Aucun changement consistant ne fut mesuré pour l'expérience complète (comprenant les six sites). Conséquemment, les impacts mentionnés dans les études ne comprenant qu'un site témoin et un site pêché pourraient être le résultat de la variabilité spatiale des variables mesurées plutôt que du dragage.

À moins que l'intensité des variations naturelles ne soit très bien connue aux sites étudiés, le seul moyen d'obtenir des résultats non confondus entre la pêche et la variabilité naturelle consiste à répliquer les sites témoins et les sites pêchés (Lindegarth *et al.* 2000). Cependant, la rareté des sites témoins valables complique souvent la mesure des changements dans les communautés puisque l'immense majorité des fonds de pêche est exploitée (Trush *et al.* 1998, Auster *et al.* 1996, Currie et Parry 1996, Kaiser *et al.* 1998a, Currie et Parry 1999, Hill *et al.* 1999, Collie *et al.* 2000b, Frid *et al.* 2000, Lindegarth *et al.* 2000, Veale *et al.* 2000b). Le manque de ressources financières et de temps forcent souvent les chercheurs à faire des compromis importants dans l'élaboration de leur plan d'expérience et à se restreindre à l'évaluation des impacts à court terme (Hill *et al.* 1999, Kaiser *et al.* 1998a, Trush *et al.* 1998). Il demeure néanmoins que plusieurs expérimentateurs favorisent la mesure d'un grand nombre de variables biologiques et physico-chimiques en suivant un plan d'expérience sans réplication spatiale alors que des conclusions beaucoup plus solides pourraient être tirées en augmentant cette réplication. Il suffirait de réduire le nombre de variables mesurées et de poser des hypothèses claires et précises.

3.2 INTENSITÉ DE LA PÊCHE AUX ENGINS MOBILES

L'intensité de la pêche varie grandement d'un endroit à l'autre, certains endroits peuvent être épargnés quelques années alors que d'autres sont continuellement perturbés. Certains secteurs dans le sud de la Mer du Nord seraient chalutés jusqu'à 400 fois au cours de la même année (Rijnsdorp *et al.* 1991). Si les effets des différents engins mobiles sur le fond sont similaires (Kaiser *et al.* 1996), il faut tenir compte cependant que la fréquence de passage des dragues à mollusques ne peut se comparer à l'intensité du chalutage pour les espèces de poissons beaucoup plus mobiles car un secteur de pêche aux mollusques donné devient probablement plus rapidement épuisé de sa ressource peu mobile (Michel Giguère, MPO, Institut Maurice Lamontagne, Mont-Joli, Québec, comm. pers.).

3.3 IMPACTS PHYSIQUES DE LA PÊCHE SUR LE FOND

3.3.1 Réduction de la complexité

Suite au passage d'une drague à pétoncles, les impacts se manifestent de diverses façons : la plus évidente étant la perturbation du fond. Cette perturbation physique résulte du contact direct de la drague avec le fond causant un déplacement du substrat et une remise en suspension des sédiments de surface (Jennings et Kaiser 1998). L'aplanissement des structures naturelles du fond telles les rides, les amoncellements de débris de coquilles et la destruction ou le délogement des structures créées par les organismes est la perturbation la plus marquée (Eleftheriou et Robertson 1992, Auster *et al.* 1996, Auster 1998, Thrush *et al.* 1998, Hall-Spencer et Moore 2000). Les structures augmentant la complexité de l'habitat profitent directement ou indirectement à de nombreuses espèces en procurant notamment des abris contre les prédateurs, des sites d'affûts et une réduction de l'énergie requise pour maintenir une position dans la colonne d'eau (Auster *et al.* 1996, Turner *et al.* 2000). On dispose de peu de données sur les stades précoces de vie benthique de la plupart des espèces de poissons (Auster *et al.* 1996). Cependant, on sait que les juvéniles de morue (*Gadus morhua*) ont un meilleur taux de croissance dans des habitats structurellement plus complexes, parce que les proies de la morue sont plus nombreuses dans ces habitats (Tupper et Boutillier 1995). De plus, on observe une réduction de la prédation sur les juvéniles de cette espèce qui se retrouvent dans des

habitats complexes ce qui résulte en un meilleur taux de survie que celui des juvéniles qui s'établissent dans des milieux comparativement plus homogènes (e.g. Tupper et Boutillier 1995, Walters et Juanes 1993, Lough *et al.* 1989, Linehan 2001). Ainsi, certains habitats complexes semblent essentiels pour les stades juvéniles de plusieurs espèces de poissons. Turner *et al.* (2000) citent le cas d'un habitat caractérisé par des colonies dressées de bryozoaires qui était reconnu par les pêcheurs locaux comme un milieu de nurserie pour plusieurs espèces de poissons. Une réduction marquée de l'abondance des juvéniles de ces espèces fut associée au début de la pêche avec des chaluts qui auraient détruit les bryozoaires et leurs espèces épibiontes. La réduction de la complexité du fond marin est maintenant perçue par plusieurs chercheurs comme potentiellement plus néfaste au rétablissement des stocks de certaines espèces ayant subi une surexploitation, telle la morue, que la surpêche elle-même (Auster *et al.* 1996, Langton *et al.* 1996, Turner *et al.* 2000). Certains types d'habitat seront plus susceptibles de subir une réduction de complexité suite à la pêche dépendamment du type de substrat qui compose le fond et du régime des perturbations naturelles existant avant la pêche. Par exemple, le passage d'engins mobiles aura moins d'effet sur un substrat meuble régulièrement soumis aux intempéries que sur un substrat stable colonisé par des espèces émergentes et en eau profonde (Kaiser 1998, Fréchette 2000).

3.3.2 Mise en suspension des sédiments

Plusieurs études ont mis en évidence que l'utilisation de dragues pour la pêche modifie la stratification verticale des sédiments et met en suspension les sédiments de surface (Mayer *et al.* 1991, Riemann et Hoffmann 1991, Eleftheriou et Robertson 1992, Black et Parry 1994, Trush *et al.* 1995, Auster *et al.* 1996, Currie et Parry 1996, Hall-Spencer et Moore 2000). Black et Parry (1994) ont mesuré une concentration de sédiments deux à trois fois supérieure à la normale dans le panache de sédiments formé lors du passage d'une drague avec un retour aux conditions naturelles dans les neuf minutes suivantes. Mayer *et al.* (1991) ont observé une exportation de la matière organique de surface et un mélange de la matière organique restante avec le reste des sédiments après un seul trait de drague. Une augmentation de 1361% de la matière particulaire en suspension dans la colonne d'eau a été mesurée par Riemann et Hoffmann (1991) immédiatement après un

trait de drague avec un retour à la normale une heure après son passage. Une augmentation significative de la consommation d'oxygène dans la colonne d'eau suite au dragage fut aussi mesurée. Cette augmentation de la consommation d'oxygène est causée soit par le mélange de produits de réduction tels le méthane et des sulfures d'hydrogène ou encore par la mise en suspension dans la colonne d'eau de bactéries qui sont associées aux particules (Riemann et Hoffmann 1991). Les auteurs observent que la concentration de nutriments, en particulier des nitrates et des silicates, augmente aussi avec pour conséquence une stimulation de la production primaire planctonique.

Le passage d'une drague peut complètement modifier la couche limite benthique et les organismes qui y vivent. Watling *et al.* (2001) ont observé que sur un fond de sable argileux, les premiers centimètres de sédiments fins étaient disparus suite à 23 traits de drague. La nouvelle couche limite benthique résultante s'avérait plus pauvre en nourriture pour la macrofaune (microorganisme, acides aminés et chlorophylle *a*). Au cours des mois suivant le dragage, la couche de sédiments fins n'est pas réapparue mais les propriétés nutritives de la couche limite benthique se sont rétablies ainsi que la communauté de macrofaune.

Une autre conséquence du passage d'une drague observée par Hall-Spencer et Moore (2000) est l'enfouissement de lits de maërl (algues corallines) sous des sédiments. La couche de sédiments recouvrant les algues atteint jusqu'à huit centimètres et cause la mort d'une forte proportion de ces algues dans les mois suivant le dragage. Les mêmes chercheurs ont observé une disparition de la stratification verticale du sédiment suite au dragage, suivie d'un rétablissement graduel au cours des quatre années subséquentes.

3.4 IMPACTS SUR LE PÉTONCLE

L'utilisation des engins de pêche modifie l'habitat mais affecte également l'espèce visée. Caddy (1968, 1973) a observé, dans la baie des Chaleurs (Canada), qu'outre la mortalité par la capture d'individus de taille commerciale, les pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*) peuvent être affectés de différentes façons par le passage de la drague. Ces effets allant d'une rupture de la charnière à l'enfouissement sous les sédiments. Il a mesuré en 1973 un taux de mortalité des pétoncles non capturés et demeurés sur le fond

de 10-11%. Il suggère cependant qu'un taux de mortalité de 15-20 % soit plus réaliste car il ne peut reconnaître que les dommages évidents et causant la mort à court terme. La mortalité accessoire résulte principalement d'inclusion de sédiments entre le manteau et la coquille et de rupture de la charnière qui est plus fréquente sur un substrat dur. Ce taux de mortalité est comparable à l'efficacité de la drague estimée à environ 15% (Caddy 1973, Giguère et Brulotte 1994). Murawski et Serchuk (1989) ont mesuré une mortalité accessoire de moins de 5% pour les pétoncles géants restés sur le fond et de moins de 10% pour ceux remis à l'eau. Suite au passage de la drague, les individus légèrement blessés deviennent également plus vulnérables à la prédation. Gruffydd (1972) a évalué un taux de mortalité des pétoncles (*Pecten maximus* L.) capturés et rejetés à l'eau—en raison de leur petite taille—variant entre 25% et 75% des individus. La principale cause de mortalité était le décollement du manteau qui est plus fréquent lorsque des conditions de navigation difficiles affectent les opérations de tri et de remise à l'eau.

Sur certains fonds de pêche, jusqu'à 75% de la capture peut être constituée de pétoncles de taille non commerciale qui sont remis à l'eau (Jenkins et Brand 2001). Ces pétoncles subissent ainsi deux formes de stress, à savoir le dragage lui-même et l'exposition à l'air avant la remise à l'eau. Ces auteurs ont procédé à une expérience en laboratoire visant à vérifier les effets du passage dans une drague pour des pétoncles (*Pecten maximus*) qui sont rejetés à l'eau après la capture, en raison de leur taille trop petite. Ils ont observé que le temps de réponse (temps écoulé avant les premières adductions) suite à l'introduction d'un prédateur (*Asteria rubens*) est significativement plus élevé. De plus, le nombre d'adductions des valves diminue pour les pétoncles ayant subi une simulation de capture comparativement aux pétoncles non capturés. Cet effet était indépendant de la taille des pétoncles et de la saison. L'exposition à l'air (20 minutes) avait aussi un effet négatif significatif sur la réaction de fuite des pétoncles capturés et non capturés. Ces résultats suggèrent un fort potentiel de mortalité par la prédation pour les pétoncles qui sont remis à l'eau.

Il est à noter que le taux de mortalité, suite aux manipulations de la pêche, doit dépendre en partie de certaines caractéristiques physiologiques qui diffèrent selon l'espèce de pétoncle concernée. Il est probable que le pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*), dont la

coquille est relativement robuste, résiste mieux à la pêche que d'autres espèces plus fragiles telles le pétoncle géant (Michel Giguère, MPO, Institut Maurice Lamontagne, Mont-Joli, Québec, comm. pers.). De plus, la durée des traits de drague et le temps de manipulation des prises accessoires varient considérablement selon les pratiques de pêche relatives à une espèce et aux habitudes des pêcheurs, ce qui modifie le taux de mortalité suite à la capture.

Plusieurs études mentionnent des modifications de la croissance du pétoncle suite à de longues périodes d'exploitation. Chouinard (1984) et Thouzeau *et al.* (1991) ont mesuré une diminution progressive du taux de croissance des pétoncles géants au cours des années (paramètre k de la courbe de von Bertalanffy) qu'ils attribuent à la pression de pêche. Par contre, Gwyther et McShane (1988) ont mesuré une augmentation significative du taux de croissance de pétoncles (*Pecten alba*), en Australie, qu'ils associent à un phénomène dépendant de la densité suite à 20 ans de pêche commerciale. Dans ce cas, l'impact de la collecte de pétoncles semble positif sur la croissance individuelle des pétoncles en raison de la diminution de compétition suivant les réductions de densité. Il est cependant difficile, d'après les études mentionnées, de séparer les effets de la pêche des effets de changements des conditions environnementales sur la croissance du pétoncle.

3.5 PRISES ACCESSOIRES

Même si elles visent le pétoncle, les dragues capturent une grande variété d'organismes épibenthiques. Il est à noter que dans le présent texte, l'expression prise accessoire s'applique à toute espèce non visée par la pêche qui est néanmoins capturée. Les prises accessoires sont potentiellement constituées d'un très grand nombre d'espèces (Magee *et al.* 2000). Ces chercheurs ont recensé, à partir des captures par drague à pétoncle, jusqu'à 303 espèces dans la baie de Fundy (Canada).

Les chances de survie des animaux capturés varient selon leurs caractéristiques physiologiques et les conditions de la capture (MacDonald *et al.* 1996). Eleftheriou et Robertson (1992), n'ont observé aucune mortalité des ophiures et des buccins due à la capture alors qu'un grand nombre d'étoiles de mer et d'oursins sont blessés mortellement

ou tués au cours de la capture. D'autres études ont identifié plusieurs espèces endommagées par la drague telles des bivalves, échinodermes et crustacés (Ramsay *et al.* 1998) ou écrasés mortellement par la drague (Fuller *et al.* 1998). Ces derniers auteurs ont observé que les tuniciers, les oursins et les bernards l'hermite sont souvent écrasés mortellement par la drague alors que les anémones, les gros pétoncles, les gastéropodes et les concombres de mer souffrent moins de dommages directs. Les poissons capturés par une drague ne supportent généralement pas les manipulations de la pêche (Fuller *et al.* 1998). Les pêcheurs de homard ont formulé depuis longtemps des inquiétudes quant aux dommages causés aux homards par les dragues à pétoncles. Cependant, Jamieson et Campbell (1985) et Roddick et Miller (1992) ont démontré que ces deux pêcheries se recoupent très peu et que la grande majorité des homards évitent la drague par des mouvements natatoires. Ces études ne tiennent pas compte des impacts potentiels du dragage sur les juvéniles de homards et leurs habitats. Des travaux devraient être dirigés en ce sens pour étudier cette question. Toutes les espèces composant les prises accessoires sont sensibles à la dessication. Ainsi, même si un individu survit au dragage, il risque fort de mourir suite au délai précédant la remise à l'eau (Fuller *et al.* 1998).

Les études sur les prises accessoires des engins de pêche ne considèrent généralement que les organismes capturés même si un grand nombre sont en contact direct avec les engins sans subir la capture. Eleftheriou et Robertson (1992) ont observé les corps fragmentés de centaines de milliers de lançons suite au passage d'une drague. Jenkins *et al.* (2001) ont testé l'hypothèse selon laquelle les organismes capturés par une drague à pétoncle subissent plus de dommages que ceux qui restent sur le fond. Les auteurs ont observé des niveaux de dommages équivalents entre les organismes capturés et les organismes demeurés sur le fond pour six des neuf espèces considérées (*Porania pulvinus*, *Crossaster paposus*, *Astropecten iregularis*, *Liocarcinus* spp., *Echinus esculantus*, *Luidia ciliaris*). Une espèce (*Cancer pagurus*) subit plus de dommage sur le fond et deux autres sont plus sévèrement endommagées suite à une capture (*Asterias rubens* et *Neptunea antiqua*). Les auteurs ont évalué que l'efficacité de capture de la drague pour des prises accessoires est généralement inférieure à 25% alors que pour les pétoncles (*Pecten maximus*), elle varie

entre 6 et 41%. La faible efficacité de la drague à pétoncle et le fait que les niveaux de dommages soient similaires pour les organismes capturés et non capturés impliquent que la majorité des dommages et de la mortalité associée au passage d'une drague se produit sur le fond.

3.6 LE PÉTONCLE COMME HABITAT

Selon Jones *et al.* (1997), la notion d'ingénierie physique des écosystèmes par les organismes se définit comme étant une modification physique, une maintenance ou une création d'habitat. Selon ces auteurs, une espèce doit avoir des impacts autres que trophiques ou compétitrices sur d'autres espèces pour mériter le statut d'espèce ingénieure. Ces interactions sont occasionnées entre autres par la construction de récifs minéraux, de couvert végétal et le creusage de terriers. Ces modifications de la structure du milieu ont des effets sur les fonctions des écosystèmes par les changements dans l'écoulement de l'eau, la déposition de matière organique, et la création d'abris et de substrat solide (Jones *et al.* 1997, Coleman et Williams 2002). Les espèces ingénieures augmentent généralement la complexité structurale de leur habitat, ainsi que la biodiversité et la biomasse locale (Jones *et al.* 1997, Coleman et Williams 2002). Les gisements de pétoncles ainsi que les amoncellements de débris de coquilles vides qui y sont associés, contribuent à augmenter la complexité de l'habitat (e.g.: Auster *et al.* 1996, Auster 1998) en plus de fournir un substrat d'attachement nécessaire à de nombreuses espèces tel que mentionné à la section 3.6. Même si de nombreuses espèces d'invertébrés exploités sont reconnues comme des espèces ingénieures, les conséquences de leur prélèvement par la pêche sur les organismes qui y sont associés ne sont pas connues (Coleman et Williams, 2002).

3.7 IMPACTS SUR LES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES

Pour évaluer les impacts sur la communauté benthique, les chercheurs estiment généralement l'abondance de plusieurs espèces pour lesqueles un échantillonnage représentatif est possible. À partir de ces mesures d'abondance, plusieurs indices de diversité peuvent être calculés et sont souvent utilisés comme indicateurs de l'intégrité ou

de la santé des écosystèmes (Magurran 1988). Les indices de diversité diffèrent selon le poids respectif qu'ils accordent au nombre d'espèces (richesse), à l'abondance des espèces et à l'abondance proportionnelle des espèces (équitabilité; Magurran 1988). Ces indices permettent d'évaluer quantitativement les changements dans les communautés suite à des perturbations. Des analyses statistiques multivariées permettent également d'évaluer la composition des assemblages (i.e. les groupements d'espèces associées à un milieu avant et après la pêche). Tous ces indices ont été utilisés dans plusieurs études portant sur les impacts anthropiques et peuvent s'avérer fort utiles pour identifier l'effet des activités humaines. En raison de la grande diversité des études réalisées sur les communautés quant à l'échelle, la méthodologie et la fréquence de la pêche, les principales informations relatives à chaque étude sont présentées au tableau 1. Le tableau 1 résume les principales études, publiées et révisées par les pairs, des impacts de la pêche aux engins mobiles, le dragage en particulier, sur les communautés benthiques. Les articles sont classés par année et par ordre alphabétique des auteurs. On retrouvera les objectifs, la région, l'intensité de la pêche et les observations qui sont décrites dans chaque article.

Si ces études ne font pas toujours état de changement sur la richesse spécifique ou les indices de diversité, la plupart (Langton et Robinson 1990, Thrush *et al.* 1995, Kaiser *et al.* 1996, Currie et parrie 1996, Collie *et al.* 1997, Thrush *et al.* 1998, Kaiser *et al.* 1998a, Veale *et al.*2000b, Collie *et al.*2000a, Collie *et al.* 2000b, Watling *et al.* 2001) mentionnent des réductions significatives dans l'abondance d'organismes benthiques associées au dragage. Les espèces coloniales ou filamenteuses émergentes subissent généralement les plus grandes réductions d'abondances ou de biomasse (e.g. Collie *et al.* 2000b, Veale *et al.* 2000b). Cependant les effets du dragage ne sont pas toujours évidents, des effets inverses à ceux attendus sont parfois même mesurés. Plusieurs articles (Eleftheriou et Robinson 1992, Hill *et al.* 1999, Frid *et al.* 1999, Currie et Parry 1999, Frid *et al.* 2000, Hoffmann et Dolmer 2000) décrivent des augmentations du nombre d'organismes pour des espèces considérées *a priori* comme sensible ou encore l'absence de changement détectable suite au dragage. Les analyses de type MDS (Multi Dimmensionnal Scaling) montrent généralement des différences entre les assemblages des sites pêchés et ceux des sites non pêchés (e.g. Currie et parrie 1996, Watling 2001).

Tableau 1. Sommaire des résultats d'études sur les impacts de la pêche aux engins mobiles (majoritairement des dragues) sur les communautés benthiques

Référence	Objectifs	Région	Intensité	Observations
Watling *et al.* 2001	Étude des changements dans les propriétés nutritionnelles des sédiments et des changements dans les assemblages benthiques sur un fond de sable argileux.	Côte du Maine, États-Unis.	23 traits de drague consécutifs sur un seul site.	• Aucune réduction du nombre de taxons de la macrofaune mais réduction significative du nombre d'organismes immédiatement après la pêche. • Claire séparation des assemblages, sur un cadrage multidimensionnel, entre le site dragué et le site témoin qui se maintient jusqu'à six mois après le dragage. • Aucun changement apparent des indices de diversité conventionnels. • Parmi les taxons les plus abondants, plusieurs ne semblent pas affectés tandis que les abondances de Nephtyidés, de Cumacés et de Photidés sont significativement réduite jusqu'après la production larvaire estivale six mois après le dragage.

Référence	Objectifs	Région	Intensité	Observations
Collie *et al.* 2000a	Méta-analyse des données d'une série d'études d'impacts des engins de pêche. portant sur les réponses des organismes benthiques à la pêche. L'ampleur de ces réponses est analysée en fonction de l'habitat, de la profondeur, du type de perturbation et du taxon étudié.	Partout dans le monde où des études ont été effectuées.	Toutes fréquences de pêche avec dragues à pétoncles et chaluts à panneaux.	• Déclin de 46% du nombre total d'individus dans les parcelles pêchées avec des effets plus prononcés pour le dragage et dans les habitats biogéniques (habitats avec faune émergente). • Le nombre d'espèces est réduit de 27% dans les zones pêchées par rapport aux zones non pêchées. • Réduction initiale de 55% des taxons fortement corrélée avec le type d'engin et la région géographique. Les impacts négatifs les plus importants sont mesurés dans des habitats de sable vaseux et de gravier. • Les taxons de l'étude de perturbation chronique subissent davantage d'impacts négatifs que les expériences d'effets à court terme. • Toutes les classes d'organismes subissent une diminution en abondance après une perturbation.
Collie *et al.* 2000b	Analyse quantitative de l'épifaune reconnaissable sur des transects photo pour compléter les informations obtenues par échantillonnage avec une drague.	Banc Georges, partie canadienne.	Sites pêchés et non-pêchés (drague à pétoncles), pas de perturbation expérimentale.	• Espèces épifauniques coloniales moins abondantes sur les sites pêchés. • Pas de changement pour l'équitabilité selon la perturbation. • Plus grande abondance d'anémones, d'astéries et de *Filograna implexa* sur les sites témoins.

Référence	Objectifs	Région	Intensité	Observations
Hoffmann et Dolmer 2000	Étude des effets à long terme du dragage des moules sur les poissons et les invertébrés épibenthiques.	Limfjord, Danemark.	Échantillonnage dans une zone fermée à la pêche et une zone draguée intensivement pour les moules.	• Le taux de capture et le nombre d'espèces dans la zone pêchée et non pêchée suivent approximativement le même patron. • La fermeture de la pêche en 1988 n'a apparemment pas d'effets sur ces deux paramètres mesurés pendant 9 ans. • Aucun changement à long terme dans les types d'assemblage épibenthique n'a été détecté. • Grande variabilité spatiale entre les stations.
Frid *et al.* 2000	Évaluation des changements de la communauté benthique dans 5 zones qui ont subi une augmentation de la pression de pêche entre 1920 et les 1980.	Mer du Nord, Grande Bretagne.	Pêche commerciale intensive (dragues et chaluts)	• Les assemblages d'organismes benthiques ont changé significativement dans trois des 5 zones. • Augmentation de l'abondance de tous les taxons qui ont subi un changement significatif. • Presque pas de changements pour trois catégories d'organismes—annélides sédentaires, échinodermes et gros bivalves—considérés *a priori* comme sensibles.
Lindegarth *et al.* 2000	Exploration des problèmes associés à l'interprétation de résultats qui sont obtenus d'expérience sur les impacts des pêches.	Gullmarsfjorden, Côte Ouest de la Suède.	80 traits de chalut par site par année distribués sur toute la période d'étude à l'exception de deux semaines de glace.	• Beaucoup de variations spatiales et temporelles entre les sites témoins ou entre des paires de sites témoin-traitement différentes pour les variables abondance totale, nombre d'espèces, abondance des espèces communes de polychètes et d'échinodermes. • Les résultats mettent en évidence les problèmes d'interprétation avec un seul site témoin et/ou une seule période d'échantillonnage

Référence	Objectifs	Région	Intensité	Observations
Veale *et al.* 2000b	Examen des différences spatiales dans la distribution des espèces benthiques entre des sites à l'intérieur de fonds de pêche commerciale distincts et du lien entre ces différences et les variations dans l'effort de pêche.	Mer d'Irlande du Nord, Grande-Bretagne.	De moins de 1000 mètres de drague heure/année à 8000 mètres heure/année dépendemment de l'effort de pêche commerciale au pétoncle.	• L'effort de pêche explique le mieux les différences entre les assemblages de prises accessoires entre les sites. • Les assemblages n'étaient pas reliés à la profondeur. • Le nombre total d'espèces et d'individus et la diversité diminuent avec l'augmentation de l'effort de pêche alors que la dominance augmente et que l'équitabilité ne change pas significativement. • L'abondance, la biomasse et la production de la plupart des espèces coloniales diminuent avec l'augmentation de l'effort de pêche. • Les sites subissant un effort de pêche similaire se regroupent. • La variance est davantage associée à l'effort de pêche qu'à la profondeur ou au type de substrat, tant pour les comparaisons intergoupes qu'intragroupes.
Currie et Parry. 1999	Évaluation des impacts à court terme du dragage du pétoncle sur l'endofaune, dans différents secteurs. Évaluation de l'efficacité des dragues utilisées pour la pêche et les dommages causés aux captures.	Port Phillip Bay, Australie.	Intensité 2 traits de drague sur un site, 4 traits sur un autre.	• Une analyse de type MDS (Multidimensional Scaling) a révélé que les assemblages de l'endofaune diffèrent selon l'intensité du dragage à l'intérieur d'un même site. • Les différences entre les secteurs de l'étude sont cependant plus importantes que les différences entre les traitements.

Référence	Objectifs	Région	Intensité	Observations
Frid et Hall, 1999	Comparaison de données de contenus stomacaux historiques pour plusieurs espèces de poissons avec des données contemporaines pour évaluer les changements dans les communautés benthiques.	Banc Smith, Écosse.	Échantillonage sur un fond de pêche au chalut sans perturbation expérimentale.	• Diminution du nombre de mollusques à siphon, de polychètes sédentaires et augmentation des ophiuridés dans la diète des poissons. • La présence dans la diète d'épifaune sessile (hydrozoaires, tuniciers et bryozoaires) a augmenté alors qu'on attendait une diminution suite à l'intensification de la pêche. • En regroupant les proies par phylum, les echinodermes et les poissons ont augmenté dans la diète alors que les polychètes ont diminué significativement. • La diète était significativement plus variée dans les années 1990 que dans les années 1950 : moins de proies en 1950 et répartition plus équitable en 1990. .

Référence	Objectifs	Région	Intensité	Observations
Hill *et al.* 1999	Comparaison des données historiques sur les communautés benthiques avant la pêche à des données récentes recueillies sur un site de pêche intensive et un site relativement épargné par la pêche.	Île de Man, Grande Bretagne.	Absence d'activité de pêche à dragage intensif pour le pétoncle pendant 40 ans.	• Nombre d'espèces, richesse, et diversité de Shannon-Wiener plus elevés pour les échantillons récents dans les sites pêchés intensivement que pour les échantillons avant la pêche. • Pas de différence pour l'équitabilité de Pielou. Composition des espèces clairement différente entre les sites. • Les espèces dominantes diffèrent. • Le ratio polychètes-mollusques est plus important dans les échantillons récents. • Disparition de plusieurs espèces fragiles notamment les oursins (*Brissopsis lyrifera* et *Echinocardium flavescens)* sur les sites intensément pêchés.
Kaiser *et al.* 1998a	Évaluation des effets du chalutage avec un chalut à perche sur la communauté mégafaunique (endobenthos et épifaune de plus de 10 mm) immédiatement après la pêche et six mois après.	Côte nord-est de Anglesay dans la baie de Liverpool, Grande-Bretagne.	5 transects ont subi 10 traits de chalut et 20 traits ont été donnés sur un transect.	• Effets de la pêche : la réduction de l'abondance des polychètes contribue le plus à la dissimilarité entre les sites témoins et les traitements immédiatement après la pêche. Les effets de la pêche diffèrent selon les sites. • Les sites avec sédiments stables ont subi des changements d'assemblages significatifs alors qu'aucun changement n'était détectable sur les sites avec sédiments meubles.

Référence	Objectifs	Région	Intensité	Observations
Thrush *et al.* 1998.	Test des prévisions sur les changements dans les populations benthiques, les groupes taxonomiques et fonctionnels au niveau de la communauté en fonction des changements de pression de pêche.	Golfe Hauraki, Nouvelle Zélande.	Pression de pêche variable, les chercheurs ont assigné un rang à chaque site échantillonné :de l'absence de pêche à pêche commerciale intensive avec dragues, chaluts et seines.	• La pression de pêche explique 15 et 20 % de la variabilité dans la structure des communautés benthiques. • Augmentation significative de la densité totale d'organismes suivant une réduction de l'effort de pêche. • La pression de pêche est un facteur significativement négatif pour la densité d'échinodermes, la diversité de Shannon-Wiener, le nombre total d'espèces et le ratio polychètes : mollusques. • La densité des dépositivores, le nombre d'individus total de l'épifaune diminuent avec l'augmentation de la pression de pêche.
Collie *et al.* 1997	Quantification les différences entre des sites perturbés et non perturbés par la pêche avec chalut à panneaux et drague à pétoncles.	Partie nord du Banc Georges, Canada et États-Unis.	Degré de perturbation variable:absence de pêche à pêche commerciale intensive avec dragues et chaluts.	• L'abondance des organismes, la richesse et la diversité sont significativement plus élévées aux sites profonds et non perturbés. • L'équitabilité est significativement plus grande dans les sites perturbés. • Les sites non perturbés sont caractérisés par l'abondance d'organismes épifauniques arbustifs.

Référence	Objectifs	Région	Intensité	Observations
Currie et Parrie, 1996	Évaluation des changements dans l'abondance et la diversité de la faune benthique en relation avec le dragage pour le pétoncle avec un plan d'expérience de type « BACI » (before-after-control-impact).	Port Phillip Bay, Australie.	Estimation de l'intensité du dragage commercial pour chaque secteur : de 1x à plus de 3x. Dragage expérimental correspondant à une intensité de 2x.	• Les plus grandes différences entre les communautés des deux parcelles se retrouvent 3 semaines après le dragage. • L'abondance de 6 des 10 espèces les plus communes diminue alors qu'une espèce augmente dans les 3,5 mois suivant le dragage mais la plupart des espèces ont récupéré 14 mois plus tard. • L'abondance des némertes a diminué de 68%, ce groupe est donc très vulnérable au dragage. • La dissimilarité (MDS) entre les parcelles 14 mois après le dragage est toujours supérieure a celle avant.
Kaiser *et al.* 1996	Évaluation des perturbations potentielles sur les communautés causées par 4 des engins de pêche mobiles les plus utilisés. Comparer en particulier les impacts de la pêche au chalut à perche à ceux de la pêche avec la drague à pétoncles.	Mer d'Irlande, Grande Bretagne.	10 traits de chalut le long d'une ligne, 10 traits de drague à pétoncle. Les engins passent rarement deux fois au même endroit..	• Étude expérimentale : le chalut à perche capture un plus grand nombre de taxons que la drague à pétoncle (48 vs 31). • Le chalut capture plus d'espèces de poissons et de crustacés alors que la drague capture plus de pétoncles et retient une plus grande biomasse d'organismes en général. • Les deux engins réduisent significativement l'abondance de la plupart des espèces épifauniques.
Thrush *et al.* 1995.	Identification des impacts à court terme du dragage commercial au pétoncle sur les communautés macrobenthiques.	Mercury Bay, Nouvelle Zélande.	5 traits de drague en parallèle sur des fonds de pêche.	• Diminution de la densité des espèces communes sur chaque site persistant jusqu'à trois mois après le dragage. • Différences significatives de composition des assemblages entre les sites dragués et non dragués au cours de l'expérience.

Référence	Objectifs	Région	Intensité	Observations
Eleftheriou et Robertson, 1992.	Estimation quantitative des effets du dragage pour le pétoncle sur la faune benthique et l'environnement physique.	Firemore, côte ouest de l'Écosse.	Perturbation croissante : 2,4,12 et 25 traits de drague sur la même ligne.	• Endofaune : augmentation significative de l'abondance des petits crustacés suivant l'augmentation de la perturbation. Tendance (non significative) à l'augmentation de la biomasse et l'abondance des amphipodes, des mollusques et des petites espèces de polychètes sédentaires dès les premiers traits de drague. • Diminution de l'abondance des espèces sessiles suite au dragage. Pas de différences significatives d'équitabilité et de diversité entre les traitements.
Langton et Robinson 1990.	Étude des facteurs qui contrôlent l'abondance et la distribution des pétoncles dans l'ouest du Golfe du Maine et évaluation des relations spatiales entre les espèces principales.	Ouest du Golfe du Maine, États-Unis	Variée, dépend de l'effort de pêche (dragage) commerciale.	• La densité des trois espèces étudiées (*Myxicola infundibulum, Cerianthus borealis et Placopecten magellanicus*) diminue après la pêche.

3.8 AGRÉGATION DE PRÉDATEURS ET DE CHAROGNARDS

Si la plupart des études mentionnent des diminutions de l'abondance, quelques espèces tirent profit de la pêche en se nourrissant de ces nombreux animaux morts, blessés ou délogés par les dragues.

Caddy (1968) et Ramsay *et al.* (1998) ont remarqué que de nombreux prédateurs benthiques sont attirés dans le sillage des dragues. Dans la baie des Chaleurs, trois espèces ont été identifiées et étaient significativement plus abondantes dans les sillons laissés par les dragues qu'à l'extérieur des sillons dans une proportion de 30:1 pour la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*), 5,5:1 pour le chaboisseau (*Myoxocephalus sp.*) et 3,6:1 pour le crabe commun (*Cancer irroratus*) (Caddy 1973). À l'aide d'une caméra, Veale *et al.* (2000a) ont observé des densités d'espèces charognardes jusqu'à 200 fois supérieures aux densités naturelles avec persistance des agrégations jusqu'à trois jours après que différentes espèces de prises accessoires de la pêche du pétoncle (*Pecten maximus*), endommagées ou non, aient été placées par des plongeurs devant une caméra fixe. Suite aux activités de pêche, des espèces de proies qui ne sont pas normalement disponibles aux merlans (*Merlangius merlangus*), se retrouvent dans les estomacs de ceux-ci, prélevés après la pêche. On retrouve notamment des oursins et plusieurs bivalves. Des buccins, des étoiles de mer et des bernards l'hermite (*Pagurus* sp.) ont été observés se nourrissant de macrofaune endommagée ou exposée suite au passage de dragues (Thrush *et al.* 1998). Certaines espèces peuvent ainsi tirer profit du passage d'engins de pêches sur le fond. Ce phénomène fut généralement observé dès le début des expériences en utilisant des images du fond.

4.0 CONCLUSIONS

La revue de littérature effectuée ici permet d'identifier plusieurs impacts majeurs associés à la pêche au pétoncle. Cependant, ces impacts semblent varier sensiblement selon les caractéristiques du milieu, l'espèce étudiée et les conditions de la pêche. La plupart des

études sur l'impact des engins de pêche montrent que les activités de pêche diminuent la diversité spécifique des communautés benthiques. Par contre, la diversité n'est pas une variable très puissante pour détecter des changements associés aux activités de pêche. Il est possible d'observer le même nombre d'espèces sur deux sites, mais que les espèces représentées soient complètement différentes. Il est préférable d'utiliser des méthodes d'analyses multivariées pour identifier des espèces et des groupements d'espèces plus sensibles aux activités de pêche.

La plupart des études sur les impacts des engins mobiles sur les communautés benthiques ont été conduites dans le Nord de l'Europe et de l'Atlantique Nord-Est (Collie *et al.* 2000b). Même si de nombreuses études ont déjà été réalisées à l'échelle mondiale, la pertinence de généraliser des résultats obtenus d'une région pour en gérer une autre est fort discutable. Malgré le fait qu'ils supportent une pêche au pétoncle importante, aucune étude n'a encore tenu compte des effets du dragage sur les communautés benthiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Seulement deux études ont été effectuées sur les impacts des pêches sur les fonds marins dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent. Caddy (1973) a filmé le passage d'une drague dans la baie des Chaleurs pour évaluer les effets sur les pétoncles alors que Jamieson et Campbell (1985) ont évalué les effets du dragage sur le homard (adulte) dans le détroit de Northumberland. Les connaissances sont donc très limitées en ce qui concerne les impacts de la pêche du pétoncle dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent. Le temps requis par différentes communautés pour récupérer suite au passage de l'engin, les effets directs du dragage sur l'habitat du poisson ainsi que les effets de la création de réserves sur la biodiversité et la redistribution subséquente de l'effort de pêche sont des avenues qui devraient recevoir une attention considérable au cours des prochaines années. Des efforts techniques sont aussi déployés afin de modifier les dragues et chaluts afin de réduire autant que possible les contacts avec le fond et la quantité de prises accessoires ainsi que pour améliorer la résolution et l'exactitude du suivi de la localisation de l'effort de pêche (National Research Council, 2002).

Des impacts écologiques à grande échelle de la pêche tels les modifications des réseaux trophiques, la capture des espèces accessoires, et la perturbation de l'habitat d'autres espèces ne sont en aucun cas considérées dans le modèle de gestion par espèce

individuelle qui prévaut encore pour la plupart des pêcheries (Dayton *et al.* 2002). Les concepts de gestion intégrée des ressources et d'approche écosystémique, quoique très populaires, n'en sont encore qu'à leurs premiers balbutiements (Symes, 2002). De nombreuses recherches devront s'ajouter aux évaluations de stocks pour passer de la théorie de l'approche écosystémique à la pratique (Dayton *et al.* 2002). En effet comment protéger l'habitat du poisson lorsque pour la plupart des espèces, on ignore les liens entre les différents stades de développement et le milieu dans lequel ils évoluent? Comme le soulignent Dayton *et al.* (2002) l'application d'un mode de gestion écosystémique aux pêches requiert des investissements dans des études sur l'écologie des espèces visées et non visées afin de comprendre et éventuellement de modéliser les compromis résultant des différentes mesures de gestion.

5.0 REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient Marcel Fréchette et Gilles Miron pour la révision de ce document. Nous remercions également, Line Pelletier et Nathalie Simard pour leurs commentaires pertinents. Cette revue de la documentation a été supportée par le Fond Stratégique des Sciences de l'Environnement du Ministère de Pêches et Océans et le Parc Marin du Saguenay—Saint-Laurent, nous remercions Nadia Ménard et Suzan Dionne pour leur support à ce projet.

6.0 RÉFÉRENCES

Auster, P. 1998. A conceptual model of the impacts of fishing gear on the integrity of fish habitat. Conserv. Biol. 12:1198-1203.

Auster, P., R. Malatesta, R. Langton, L. Watling, P. Valentine, C. Lee, S. Donaldson, E. Langton, A. Shepard et I. Babb. 1996. The impacts of mobile fishing gear on low topography benthic habitats in the Gulf of Maine (Northwest Atlantic): a preliminary assessment. NAFO, Sci. Counc. Res. Doc., 1995, 95/21, 16 pp.

Black, K. P. & G. D. Parry. 1994. Sediment transport rates and sediment disturbance due to scallop dredging in Port Phillip Bay. Memoirs of the Queensland Museum 36:327-341.

Brailovskaya, T. 1998. Obstacles to protecting marine biodiversity through marine wilderness preservation: examples from the New England region. Conserv. Biol. 12:1236-1240.

Caddy, J. 1968. Underwater observations on scallop (*Placopecten magellanicus*) behavior and drag efficiency. J. Fish. Res. Board Can. 25:2123-2141.

Caddy, J. 1973. Underwarter observations on tracks of dredges and trawls and some effects of dredging on a scallop ground. J. Fish.Res. Board Can. 30:173-180.

Chouinard, G. 1984. Growth of the sea scallop (*Placopecten magellanicus*) on the Tormentine Bed, Northumberland Strait. CAFSAC Res. Doc. 84/61.16pp.

Clarke, K. R. & R. M. Warwick. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory. Plymouth. 144pp.

Collie, J., G. Escanero et P. Valentine. 1997. Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. Mar. Ecol. Prog. Ser. 155:159-172.

Collie, J., G. Escanero *et* P. Valentine. 2000a. Photographic evaluation of the impacts of bottom fishing on benthic epifauna. ICES J. Mar. Sci. 57:987-1001.

Collie, J. S., S. J. Hall, M. J. Kaiser *et* I. R. Poiner. 2000b. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. J. Anim. Ecol. 69:785-798.

Currie, D. et G. Parry. 1996. Effects of scallop dredging on a soft sediment community: a large-scale experimental study. Mar. Ecol. Prog. Ser. 134:131-150.

Currie, D. R. et G. D. Parry. 1999. Impacts and efficiency of scallop dredging on different soft substrates. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56:539-550.

Dayton, P. K., S. F. Thrush, and F. C. Coleman. 2002. Ecological effects of fishing in marine ecosystems of the united states. PEW Oceans Commission, Arlington, Virginia. iii + 46p.

de Groot, S. J. 1984. The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea. Ocean Manage. 9:177-190.

Eleftheriou, A. 2000. Marine benthos dynamics: environmental and fisheries impacts. ICES J. Mar. Sci. 57:1299-1302.

Eleftheriou, A. et M. Robertson. 1992. The effects of experimental scallop dredging on the fauna and physical environment of a shallow sandy community. Neth. J. Sea Res. 30:289-299.

Francoeur, L.-G. 1998. La mer en péril. Le Devoir, Montréal. Édition du samedi 19 décembre 1998.

Fréchette, M. 2000. L'effet des dragues à pétoncles sur l'environnement marin. Le Naturaliste Canadien 124:64-65.

Frid, C. L. J. et S. J. Hall. 1999. Inferring changes in North Sea benthos from fish stomach analysis. Mar. Ecol. Prog. Ser. 184. 183-188

Frid, C. L. J., G. G. Harwood, S. J. Hall et J. A. Hall. 2000. Long-term changes in the benthic communities on north sea fishing grounds. ICES J. Mar. Sci. 57. 1303-1309.

Fuller, S., E. Kenchington, D. Davis et M. Butler. 1998. Associated fauna of commercial scallop grounds in the lower Bay of Fundy. Marine issues committee special publication number 2. iii+83pp.

Giguère, M. et S. Brulotte 1994. Comparaison of sampling techniques, video and dredge, in estimating sea scallop (*Placopecten magellanicus*, Gmelin) populations. J. Shellfish Res. 13. 25-30.

Giguère, M., S. Brulotte et P. Goudreau. 2000. État des stocks de pétoncles des eaux côtières du Québec. MPO, Sec. can. éval. stocks 2000/086, xi + 46 p.

Giguère, M. et R. A. Miller. 1993. Revue des pêcheries de pétoncle au Québec. Rapport canadien à l'industrie sur les sciences halieutiques et aquatiques Fs 97-14/217, MPO.

Gruffydd, L. 1972. Mortality of scallops on a Manx scallop bed due to fishing. J. Mar. Biol. Ass. 52:449-455.

Gwyther, D. et P. McShane. 1988. Growth rate and natural mortality of the scallop *Pecten alba* in Port Phillip Bay, Australia, and evidence for changes in growth rate after a 20-year period. Fish. Res. 6:347-361.

Hall, J. A. 1996. On bycatches. Rev. Fish Biol. Fish. 6:319-352.

Hall-Spencer, J. M. et P. G. Moore. 2000. Scallop dredging has profound long-term impacts on maerl habitat. ICES J. Mar. Sci. 57:1407-1415.

Hartog, F., Brulotte S., Archambault, P. et Giguère M. (2001) Gisement de pétoncle de l'île Rouge : caractérisation et évaluation des impacts de la pêche. Projet réalisé dans le cadre d'une entente avec le Parc marin Saguenay–Saint-Laurent et le Ministère des Pêches et Océans. 94p.

Harvey, M., E. Bourget, et G. Miron. 1993. Settlement of Iceland scallop *Chlamys islandica* spat in response to hydroids and filamentous red algae: field observations and laboratory experiments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 99:283-292.

Harvey, M., E. Bourget, et N. Gagné. 1997. Spat settlement of the giant scallop, *Placopecten magellanicus* (Gmelin, 1791), and other bivalve species on artificial filamentous collectors coated with chitinous material. Aquaculture 148:277-298.

Hill, A., L. Veale, D. Pennington, S. Whyte, A. Brand, et R. Hartnoll. 1999. Changes in Irish Sea benthos: possible effects of 40 years of dredging. Estuar. Coast. Shelf Sci. 48:739-750.

Hoffmann, E. et P. Dolmer. 2000. Effect of closed areas on distribution of fish and epibenthos. ICES J. Mar. Sci. **57**:1310-1314.

Holme, N. A. et A. D. McIntyre. 1971. Methods for the study of marine benthos. IBP Handbook No 16. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 334 pp.

Jamieson, G. et A. Campbell. 1985. Sea scallop fishing impact on American lobsters in the Gulf of St.-Lawrence. Fish. Bull. 83:575-586.

Jenkins, S. R., et A. R. Brand. 2001. The effects of dredge capture on the escape response of the great scallop, *Pecten maximus* (L.): implications for the survival of undersized discards. J. Exp. Marine Biol. Ecol. 266:33-50.

Jenkins, S. R., B. D. Beukers-Stewart, et A. R. Brand. 2001. Impact of scallop dredging on benthic megafauna: a comparison of damage levels in captured and non-captured organisms. Mar. Ecol. Prog. Ser. 215:297-301.

Jennings, S. et M. J. Kaiser. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. Adv. Mar. Biol. 34:201-352.

Jones, C. G., J. H. Lawton et M. Shachak. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. Ecology 78:1946-1957.

Kaiser, M. J., A. Hill, K. Ramsay, B. Spencer, A. Brand, L. Veale, K. Prudden, E. I. S. Rees, B. W. Munday, B. Ball et S. Hawkins. 1996. Benthic disturbance by fishing gear in the Irish Sea: a comparison of beam trawling and scallop dredging. Aqu. Cons. Mar. Fresh. Ecosyst. 6:269-285.

Kaiser, M., P. Armstrong, P. Dare et R. Flatt. 1998a. Benthic communities associated with a heavily fished scallop ground in the English Channel. J. Mar. Biol. Assoc. J. 78:1045-1059.

Kaiser, M. J., I. Laing, S. D. Utting et G. M. Burnell. 1998b. Environmental impacts of bivalve mariculture. J. Shellfish Res. 17:59-66.

Langton, E. W., R. S. Steneck, V. Gotceitas, F. Juanes et J. H. Lawton. 1996. The interface between fisheries research and habitat management. N. Am. J. Fish. Manage. 16:1-7.

Langton, E., et W. Robinson. 1990. Faunal associations on scallop grounds in the western Gulf of Maine. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 144:157-171.

Lindegarth, M., D. Valentinsson, M. Hansson et M. Ulmestrand. 2000. Interpreting large-scale experiments on effects of trawling on benthic fauna: an empirical test of the potential effects of spatial confounding in experiments without replicated control and trawled areas. J. Exp. Mar Biol. Ecol. 245:155-169.

Linehan, J. E. 2001. Predation risk of age-0 cod (*Gadus*) relative to depth and substrate in coastal waters. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 261:25-44.

Lough, R. G., P. Valentine, D. C. Potter, P. J. Auditore, G. R. Bolz, J. D. Neilson, et R. I. Perry. 1989. Ecology and distribution of juvenile cod and haddock in relation to sediment type and bottom currents on eastern Georges Bank. Mar. Ecol. Prog. Ser. 56:1-12.

Macdonald, D. S., M. Little, N. Clare Eno et K. Hiscock. 1996. Disturbance of benthic species by fishing activities: a sensitivity index. Aquatic Cons. Marine. Fresh. Ecosys. **6**:257-268.

Magee, S., E. Kenchington, D. S. Davis et M. Butler. 2000. Epibiota of scallop shells from Digby area of the Bay of Fundy. Marine Issues Committee Special Publication 7, Ecology Action Centre.v+98p.

Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton. 192pp.

Mayer, L., D. Shick, R. Findlay et D. Rice. 1991. Effects of commercial dragging on sedimentary organic matter. Mar. Envir. Res. 31:249-261.

Mosquin, T., P. G. Whiting et D. P. McAllister. 1995. Canada's Biodiversity. Musée canadien de la nature, Centre canadien de la biodiversité, Ottawa.

Murawski, S. A. et F. M. Serchuk. 1989. Environmental effects of offshore dredge fisheries for bivalves. ICES Statuatory Meeting. 1-11 pp.

National Research Council. 2002. Effects of trawling et dredging on seafloor habitat. National academy press, Washington. x + 126p.

Prena, J., P. Schwinghamer, T. Rowell, D. J. Gordon, K. Gilkinson, W. Vass,et D. McKeown. 1999. Experimental otter trawling on a sandy bottom ecosystem of the Grand Banks of Newfoundland: Analysis of trawl bycatch and effects on epifauna. Mar. Ecol. Prog. Ser. 181:107-124.

Provencher, L., M. Giguère et P. Gagnon. 1997. Caractérisation du substrat entre les isobathes de 10 et 50 mètres autour des Îles-de-la-Madeleine par balayage hydroacoustique et échantillonnages sédimentologiques. Évaluation du système de traitement d'échos USP RoxAnn. Rapp. Tech. Can. Sci. Halieut. Aquat. 2156: ix + 40 p.

Ramsay, K., M. Kaiser et R. Hughes. 1998. Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 224:73-89.

Riemann, B. et E. Hoffmann. 1991. Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. Mar. Ecol. Prog. Ser. 69:171-178.

Rijnsdorp, A., P. J. Groot et F. A. Van Beek. 1991. The microdistribution of beam trawl effort in the southern North Sea. ICES Council Meeting: 20 p.

Roddick, D. et R. Miller. 1992. Spatial and temporal overlap of the American lobster (*Homarus americanus*) and sea scallop (*Placopecten magellanicus*) as related to the impact of inshore scallop dragging. Can. J. Fish. Aquatic Sci. 49:1486-1492.

Rumohr, H. 1999. Soft bottom macrofauna: collection, treatment and quality assurance of samples. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences No 27. 19pp.

Scientific American. 1999. Scientific American Science Desk Reference. John Wiley et Sons, New York. 670pp.

Symes, D. 2002. Integrated management: the implications of an ecosystem approach to fisheries management. Pages 366-380 *dans* M. J. Kaiser and P. J. de Groot, editors. The effects of fishing on non-target species and habitats. Blackwell sciences, Oxford.

Thouzeau, G., G. Robert et S. Smith. 1991. Spatial variability in distributionet growth of juvenile and adult sea scallop *Placopecten magellanicus* (Gmelin) on eastern Georges Bank (Northwest Atlantic). Mar. Ecol. Prog. Ser. 74:205-218.

Thrush, S. F., J. E. Hewitt, V. J. Cumming, P. K. Dayton, M. Cryer, S. J. Turner, G. A. Funnell, R. Budd, C. J. Milburn et M. R. Wilkinson. 1998. Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. Ecol. Appl. 8:866-879.

Thrush, S., J. Hewitt, V. Cummings, et P. Dayton. 1995. The impact of habitat disturbance by scallop dredging on marine benthic communities: What can be predicted from the results of experiments? Mar. Ecol. Prog. Ser., 129:141-150.

Tupper, M. et R. G. Boutillier. 1995. Effects of habitat on settlement, growth and postsettlement survival of Atlantic cod (*Gadus morhua*). Can. J. Fish. Aquatic Sci. 52:1834-1841.

Turner, S. J., S. Trush, J. E. Hewitt, V. J. Cumming et G. A. Funnell. 2000. Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure. Fish. Manag. Ecol. 6:401-420.

Underwood, A. J. 1997a. Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, Cambridge. xviii + 504p.

Underwood, A. J. 1997b. Environmental decision-making and the precautionary principle: what does this principle mean in environmental sampling practice? Lands. Urb. Plann. 37:137-146.

Underwood, A. J. 1999. Precautionary principles require changes in thinking about and planning environmental sampling. Pages 254-266 *in* R. Harding and E. Fisher, editors. Perpectives on the precautionary principle. The Federation Press, Sydney.

U.Q.T.R., 1987. Glossaire anglais-français, français-anglais. Environnement Canada, Parcs. Ottawa. xiii + 97p.

Veale, L., A. Hill et A. Brand. 2000a. An in situ study of predator aggregations on scallop (*Pecten maximus* L.) dredge discards using a static time-lapse camera system. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 255:111-129.

Veale, L., A. Hill, S. Hawkins et A. Brand. 2000b. Effects of long-term physical disturbance by commercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats. Mar. Biol. 137:325-337.

Walters, C. J., et F. Juanes. 1993. Recruitment limitation as a consequence of natural selection for use of restricted feeding habitats and predation risk taking by juveniles fishes. Can. J. Fish. Aquatic Sci. 50:2058-2070.

Walters, C. J., et J. F. Kitchell. 2001. Cultivation/depensation effects on juvenile survival and recruitment: implications for the theory of fishing. Can. J. Fish. Aquatic Sci. 58:39-50.

Watling, L. et E. A. Norse. 1998. Disturbance of the sea bed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting. Conserv. Biol. 12:1180-1197.

Watling, L., R. H. Findlay, L. M. Mayer, et D. F. Shick. 2001. Impact of a scallop drag on the sediment chemistry, microbiota and faunal assemblages of a shallow subtidal marine benthic community. J. Sea Res. 46:309-324.

Annexe 1. Références sur les impacts des pêches non citées dans le texte.

Bergman, M. J. N. & M. Hup. 1992. Direct effects of beamtrawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. ICES J. Mar. Sci. 49:5-11.

Bergman, M. J. N., & J. W. van Santbrink. 2000. Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries in the Dutch continental shelf in the Noth Sea in 1994. ICES J. Mar. Sci. 57:1321-1331.

Bergman, M. J. N., & P. G. Moore. 2001. Mortality of *Asteria rubens* and *Ophiura ophiura* discarded in the *Nephrops* fishery of the Clyde Sea area, Scotland. ICES J. Mar. Sci. 58:531-542.

Brown, B., & W. H. J. Wilson. 1997. The role of commercial digging of mudflats as an agent for change of infaunal intertidal populations. J. Exp. Mar.Biol. Ecol. 218:49-46.

Brylinsky, M. R., J. Gibson & D. J. Gordon. 1994. Impacts of flounder trawls on the intertidal habitat and community of the Minas Basin, Bay of Fundy. Can. J. Fish. & Aquatic Sci. 51:650-661.

Caddy, J. 1970. Records of associated fauna in scallop dredge hauls from the Bay of Fundy. Fish. Res. Board Can. 225.

Coleman, F. C., et S. L. Williams. 2002. Overexploiting marine ecosystems ingeneers: potential consequences for biodiversity. Trends in Ecology & Evolution **17**:40-44.

Currie, D. R. & G. D. Parry. 1994. The impact of scallop dredging on a soft sediment community using multivariate techniques. Mem. Queensland Mus. 36:315-326.

Dayton, P. K., S. Trush, M. T. Agardy & R. J. Hofman. 1995. Environmental effects of marine fishing. Aquatic Cons. Mar. Fresh. Ecosys. 5:205-232.

Drabsch, S., J. E. Tanner, & S. D. Connell. 2001. Limited infaunal response to experimental trawling in previously untrawled areas. ICES J. Mar. Sci. 58:1261-1271.

Frank, K. T., N. L. Shackel, & J. E. Simon. 2000. An evaluation of the Emerald/Western Bank juvenile haddock closed area. ICES J. Mar. Sci. 57:1023-1034.

Freese, L., P. Auster, J. Heifetz & B. Wing. 1999. Effects of trawling on seafloor habitat and associated invertebrate taxa in the Gulf of Alaska. Mar. Ecol. Prog. Ser. 182:119-126.

Goni, R. 1998. Ecosystem effects of marine fisheries: an overview. Ocean & Coast. Man. 40:37-64.

Gordon, D. C. J., K. D. Gilkinson, E. Kenchington, J. Prena, C. Bourbonnais, K. MacIsaac, D. L. McKeown, & W. P. Vass. 2001. Summary of the Grand Banks otter trawling experiment (1993-1995): effects on benthic habitat and communities. 55pp.

Greenstreet, S. P. R. & S. I. Rogers. 2000. Effects of fishing on non-target fish species. *in:* Effects of fishing on non-target speciesand habitats: biological conservation and socio-economic issues. M.J. Kaiser & S.J. de Groot eds. Blackwell Scientific Publications. Oxford.

Hall, J. A., M. Robertson, D. J. Basford & S. D. Heany. 1993. The possible effects of fishing disturbance in the northern North Sea: an analysis of spatial patterns in community structure around a wreck. Neth. J. Sea Res. 31:201-208.

Hall, S. J., & M. J. C. Harding. 1997. Physical disturbance and marine benthic communities: the effects of mechanical harvesting of cockles on non-target benthic infauna. J. Appl. Ecol. 34:497-517.

Hansson, M., M. Lindegarth, D. Valentisson, & M. Ulmestrand. 2000. Effects of shrimp-trawling on abundance of benthic macrofauna in Gullmarsfjorden, Sweden. Mar. Ecol. Prog. Ser. 198:191-201.

Harris, A. N. & I. R. Poiner. 1991. Changes in species composition of demersal fish fauna of southeast gulf of Carpentaria, Australia after 20 years of fishing. Mar. Biol. 111:503-519.

Hill, A., A. Brand, U. Wilson, L. Veale & S. Hawkins. 1996. Estimation of by-catch composition and the number of by-catch animals killed annually on Manx scallop fishing grounds. *in* T. M. Greenstreet SPR, editor. Aquatic predators and their prey. Blackwell Scientific, Oxford. pp 111-115.

Hsiao, Y.-M., J. E. Easley & T. Johnson. 1987. Testing fot harmful effects of clam and scallop harvesting techniques in the North Carolina Bay scallop fishery. N. Am. J. Fish. Manage. **7**:187-193.

Jennings, S., & A. J. R. Cotter. 1999. Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in effort, diversity and community structure. I. Introduction. Fish. Res. 40:103-106.

Jennings, S., J. K. Pinnegar, N. V. C. Polunin, & K. J. Warr. 2001. Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. Mar. Ecol. Prog. Ser. 213:127-142.

Jones, C. G. 1992. Environmental impact of trawling on the seabed: a review. New Zeal. J. Mar. Fresh. Res. 26:59-67.

Kaiser, M. J. 1996. Starfish damage as an indicator of trawling intensity. Mar. Ecol. Prog. Ser. 134:303-307.

Kaiser, M. J. 1998a. Significance of Bottom-Fishing Disturbance. Conserv. Biol. 12:1230-1235.

Kaiser, M., et B. Spencer. 1994. Fish scavenging behaviour in recently trawled areas. Mar. Ecol. Prog. Ser., 112:41-49.

Kaiser, M. & B. Spencer. 1995. Survival of by-catch from a beam trawl. Mar. Ecol. Prog. Ser. 126:31-38.

Kaiser, M. J. & B. Spencer. 1996. The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. J. Animal Ecol. 65:348-358.

Kaiser, M., D. Edwards, P. Armstrong, K. Radford, N. Lough, R. Flatt & H. Jones. 1998. Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. ICES J. Mar. Sci. 55:353-361.

Kaiser, M. J., F. E. Spence, & P. J. B. Hart. 2000. Fishing-Gear restrictions and conservation of benthic habitat complexity. Conserv. Biol. 14:1512-1525.

Kaiser, M. J., K. Cheney, F. E. Spence, D. Edwards, & K. Radford. 1999. Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure VII. The effects of trawling disturbance on the fauna associated with the tubeheads of serpulid worms. Fish. Res. 40:195-205.

Kenchington, E. L. R., J. Prena, K. D. Gilkinson, D. C. J. Gordon, K. MacIsaac, C. Bourbonnais, P. Schwinghamer, T. W. Rowell, D. L. McKeown, & W. P. Vass. 2001. Effects of experimental otter trawling on the macrofauna of a sandy bottom ecosystem on the Grand Banks of Newfoundland. Can. J. Fish. Aquatic Sci. 58:1043-1057.

Lindegarth, M., D. Valentinsson, M. Hansson, & M. Ulmestrand. 2000. Effects of trawling disturbances on temporal and spatial structure of benthic soft-sediment assemblages in Gullmarsfjorden, Sweden. ICES J. Mar. Sci. 57:1369-1376.

Magee, S., E. Kenchington, D. Roddick, D. Davis & M. Butler. 1999. Diversity and distribution of associated fauna of commercial scallop grounds in the lower Bay of Fundy. Can. Tech. Rep. Fish. Aquatic Sci. 2285.

McShane, P. 1981. The effects of scallop dredging on the macrobenthos of a muddy environment in Port Phillip Bay. Mar. Sci. Lab. Victoria.

Messieh, S. N., T. Rowell, D. L. Peer & P. J. Cranford. 1991. The effects of trawling, dredging and ocean dumping on the eastern Canadian continental shelf seabed. Cont. Shelf Res. 11:1237-1263.

Peterson. 1987. Ecological consequences of mechanical harvesting of clams. Fish. Bull. 85:281-298.

Philipart, C. J. M. 1998. Long-term impact of bottom fisheries on several by-catch species of demersal fish and benthic invertebrates in the south-eastern North Sea. ICES J. Mar. Sci. 55:342-352.

Pilskaln, C. H., J. H. Churchill & L. Mayer. 1998. Resuspension of sediment by bottom trawling in the gulf of Maine and potential geochemical consequences. Conserv. Biol. 12:1223-1229.

Pitcher, C. R., I. R. Poiner, B. J. Hill, & C. Y. Burridge. 2000. Implications of the effects of trawling on sessile megazoobenthos on a tropical shelf in northeastern Australia. ICES J. Mar. Sci. 57:1359-1368.

Pranovi, F., O. Giovanardi & G. Franceschini. 1998. Recolonisation dynamics in areas disturbed by bottom fishing gears. Hydrobiologica. 375/376:125-135.

Prena, J., P. Schwinghamer, T. Rowell, D. J. Gordon, K. Gilkinson, W. Vass & D. McKeown. 1999. Experimental otter trawling on a sandy bottom ecosystem of the

Grand Banks of Newfoundland: Analysis of trawl bycatch and effects on epifauna. Mar. Ecol. Prog. Ser. 181:107-124.

Ramsay, K., M. J. Kaiser, P. G. Moore, & R. Hughes. 1997. Consumption of fisheries discards by benthic scavengers : utilisation of energy subsidies in differents marine habitats. J. Animal Ecol. 66:884-896.

Schwinghamer, P., J. Y. Guigné, & W. C. Siu. 1996. Quantifying the impact of trawling on benthic habitat structure using high resolution acoustics and chaos theory. Can. J. Fish. & Aquatic Sci. 53:288-296.

Shwinghamer, P., D. J. Gordon, T. Rowell, J. Prena, D. McKeown, G. Sonnichsen & J. Y. Guignés. 1998. Effects of experimental otter trawling on surficial sediment properties of a sandy-bottom ecosystem on the Grand Banks of Newfoundland. Conserv. Biol. 12:1215-1222.

Tuck, I. D., S. J. Hall, M. R. Robertson, E. Armstrong, & D. J. Basford. 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previous unfished sheltered Scottish sea loch. Mar. Ecol. Prog. Sers 162:227-242.

Veale, L., A. S. Hill, S. J. Hawkins, & A. Brand. 2001. Distribution and damage to the by-catch assemblages of the northern Irish Sea scallop dredge fisheries. Marine Biol Ass. UK J. 81:85-96.

Vooys, C. G. N. & J. van der Meer. 1997. Changes between 1931 and 1990 in by-catches of 27 animal species from the southern North Sea. J. Sea Res. 39:291-298.